

# Rammevilkår for energigjenvinning av plastavfall

Lars Lindholt

*Myndighetene har en målsetting om økt energigjenvinning av plastavfall. Denne studien ser på rammevilkårene for slik energigjenvinning i forhold til energi produsert ved forbrenning av fyringsolje. Analysen fokuserer på de direkte miljøkostnadene knyttet til utslipp av klimagasser fra plastavfall. Dette er spesielt aktuelt siden Kyotoprotokollen setter begrensninger på utslipp av klimagasser. Resultatene viser at dersom reduserte utslipp verdsettes ut fra CO<sub>2</sub>-avgiften på enten bensin eller fyringsolje, bør det legges avgifter på henholdsvis 770 kroner og 285 kroner pr. tonn plast ved forbrenning. Dette er gjennomgående høyere enn dagens sluttbehandlingsavgift på 300 kroner pr. tonn avfall, spesielt ettersom dette beløpet reduseres til 150 kroner dersom all energien utnyttes. Favoriseringen av forbrenning av plast blir enda sterkere fordi alternativ sluttbehandling av plast i form av deponering belastes med 300 kroner pr. tonn. Dette er langt høyere enn klimakostnadene skulle tilsi, fordi plastavfallet nesten ikke brytes ned i et deponi.*

## Innledning\*

Myndighetene har målsettinger om økt bruk av gjenvunnet materiale i produksjonen, og da spesielt gjenvunnet emballasje. Dette gjelder også for produksjon av energi basert på plastavfall. Derfor vil vi se nærmere på rammevilkårene for slik avfallsforbrenning med energigjenvinning sammenlignet med energi produsert ved forbrenning av fyringsolje. Analysen er partiell, i den forstand at den kun ser på rammevilkår som omhandler miljøkonsekvenser i form av utslipp av klimagasser.

Plast som materiale fikk ingen vesentlig betydning før 1930-årene. Et viktig bruksområde i dag er som emballasje i form av bæreposer, plastflasker, kanner og kasser. Bruken av plast som emballasje øker, spesielt på bekostning av glass og metall (Miljøverndepartementet 1995). Sorteringsundersøkelser viser at plast utgjør om lag 8 prosent av husholdningsavfallet (Statistisk sentralbyrå 1999). I tillegg kommer plast fra næringslivet.

Høsten 1995 inngikk Miljøverndepartementet såkalte frivillige avtaler med representanter for næringslivet om reduksjon, innsamling og gjenvinning av forskjellige typer emballasjeavfall. Formålet med avtalene er få redusert de miljøproblemene som forskjellige typer emballasjeavfall kan forårsake. *Avtale om reduksjon, innsamling og gjenvinning av plastemballasjeavfall* ble inngått mellom Miljø-

verndepartementet og plastemballasjekjeden ved Dagligvare Leverandørenes Forening, Dagligvarehandelens Miljø- og Emballasjeforum, Næringsmiddelindustriens Landsforening og Plastindustriforbundet. Ved undertegnelsen av avtalen forpliktet emballasjekjeden seg til innen utløpet av 1995 å etablere et materialselskap, og i slutten av 1995 ble *Plastretur AS* opprettet. Plastretur AS skal blant annet tilstrebe å finne de løsningene for innsamling og gjenvinning som totalt sett gir de ønskede miljømessige løsningene til lavest mulig kostnad.

Av 95 000 tonn avfall av plastemballasje i 1997 ble 7-8 prosent materialgjenvunnet, om lag 32 prosent ble brent som energi og resten ble deponert. Målsettingen er at innen 1999 skal minst 30 prosent av plastemballasjeavfallet materialgjenvinnes, og minst 50 prosent energigjenvinnes.

De fleste plasttyper har et like stort energiinnhold som fyringsolje. Tidligere foregikk det likevel lite *utsortering* av plastavfall for energiutnyttelse. I de eldre forbrenningsanleggene må plast i regelen blandes med annet avfall for å kunne forbrennes og energiutnyttes. Plast inngår fortsatt blant annet som avfallskomponent ved forbrenning i kommunale avfallsanlegg, og utgjør en viktig del av energiinnholdet. I økende grad sorteres plastavfall ut for energiutnyttelse, fordi energiinnholdet er om lag 3 ganger så høyt som for blandet kommunalt avfall (Miljøverndepartementet 1995). Ifølge Plastretur AS har flere industribedrifter med stort energibehov og egnede forbrenningsovner nå i større grad fått øynene opp for bruk av plast som alternativt brensel.

Lars Lindholt, førstekonsulent ved seksjon for ressurs- og miljøøkonomi. E-post: [lars.lindholt@ssb.no](mailto:lars.lindholt@ssb.no)

\* En spesiell takk til Kjell Arne Brekke, Annegrete Bruvoll og Karin Ibenholt for verdifulle diskusjoner og nyttige kommentarer. Takk til Bodil Merethe Larsen som bidro til et bedre og mer presist språk.

Vi begrenser oss til å se på selve sluttbehandlingen av plastavfallet. Alternativene ved sluttbehandling av plastavfall er forbrenning og deponering på fyllplass. Materialgjenvinning kan sees på som en slags mellomstasjon; før eller siden må plasten sluttbehandles. Vi studerer bare miljøkonsekvenser i form av klimagassutslipp ved sluttbehandlingen. Klimagasser er av spesiell interesse siden Kyotoprotokollen setter begrensninger på slike utslipp. Når kostnadene beregnes tas det ikke hensyn til at man ved energigjenvinning eventuelt erstatter andre brensler, fordi utslippet av klimagasser fra selve sluttbehandlingen av avfallet er uavhengig av dette. Vi ser bort fra miljøkonsekvenser som følge av utslipp av miljøgifter/tungmetaller, andre gasser og svevestøv. I tillegg sees det bort fra miljøkostnader ved transport for de ulike alternativ (se Brekke og Ibenholt 1999 for en diskusjon av slike forhold for brunt papir). Ved energigjenvinning av plast sees det også bort fra diffuse utslipp før plast blir avfall.

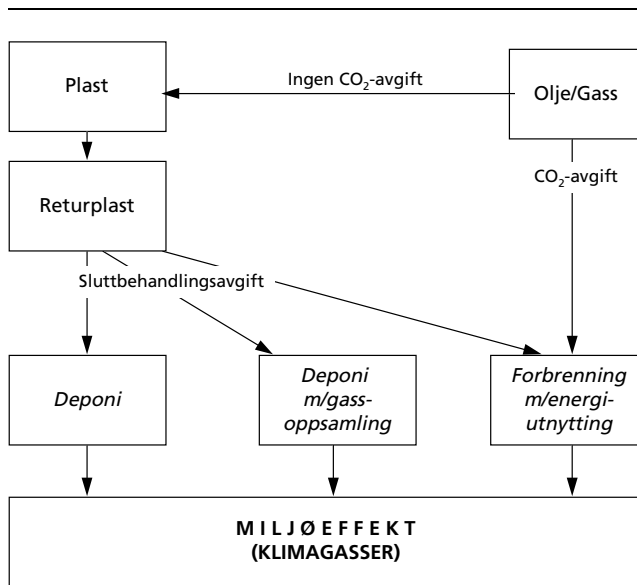
### Sluttbehandling av plastavfall og klimagassutslipp

La oss se på en aktør som har valget mellom å produsere energi ved forbrenning av enten returplast eller olje. I avfallssammenheng blir fyringsolje ofte regnet som den marginale energikilde, dvs. at forbrenning av avfall er et alternativ til forbrenning av fyringsolje. I denne sammenheng vil *eksterne kostnader* være sentrale, det vil si kostnader som aktøren påfører samfunnet, men som vedkommende ikke betaler for. Eksterne kostnader kan medføre at kostnadene for produsenten bli mindre enn de samfunnsøkonomiske produksjonskostnadene. Oljen er unntatt CO<sub>2</sub>-avgift når den inngår som råstoff i industriell virksomhet og forblir i det ferdige produktet, slik tilfellet er i plastproduksjon (se NOU 1992:3 for en oversikt over dagens norske CO<sub>2</sub>-avgiftssystem). Når oljen energiutnyttes som ved forbrenning, ilegges en CO<sub>2</sub>-avgift. Når plasten forbrennes ilegges en sluttbehandlingsavgift.

Energiinnholdet i ren plast tilsvarer omtrent energiinnholdet i fyringsolje. Vi velger å holde energibruken i selve produksjonsprosessen utenom, slik at en kan se bort fra CO<sub>2</sub>-utslipp under produksjonen av plast. Plast lages av olje eller gass og en del tilsetningsstoffer. Karbonet i råstoffet binder seg i plasten, og først ved forbrenning av plast blir karbonet frigjort ved at det knytter seg til oksygen. Ved forbrenning av plast og olje utvikles klimagassen CO<sub>2</sub> og litt av den sterkere klimagassen metan. Størrelsen på CO<sub>2</sub>-utslippene er proporsjonale med karboninnholdet i brenslene. Karbonet i ett tonn olje gir om lag like store utslipp av CO<sub>2</sub> når olje forbrennes direkte som ved at ett tonn olje inngår i plast som brennes.

Som figur 1 viser er alternativet til forbrenning av plast å deponere den på fylling, med eller uten gassoppsamling. Deponering gir spesielt utslipp av klimagassen metan. Karbonet brytes ned med lite tilgang på oksygen og binder seg til hydrogen i forråtnelsesprosessen. Metan er blant annet en av klimagassene omfattet av Kyotoprotokollen. Dermed er det hensiktsmessig å måle metan i CO<sub>2</sub>-ekvivalenter, det

**Figur 1. Illustrasjon av materialstrømmer og klimagassutslipp ved sluttbehandling av returplast og forbrenning av olje med dagens avgiftssystem**



Kilde: Statistisk sentralbyrå.

vil si hvor mange tonn CO<sub>2</sub> som skal til for å gi samme klimateffekt som ett tonn metan. Foreløpige tall viser at metanutslipp omregnet til CO<sub>2</sub>-ekvivalenter utgjorde noe under 14 prosent av de totale klimagassutslipp i Norge i 1998 (Statistisk sentralbyrå 1999). Litt over halvparten av metanutslippene stammer fra forråtnelsesprosessen på fyllplasser. Denne deponigassen kan samles opp og forbrennes, og da dannes den mindre skadelige klimagassen CO<sub>2</sub>. Ved forbrenning av deponigass kan energien utnyttes til produksjon av for eksempel elektrisitet eller fjernvarme. I følge myndighetene vil om lag 70 prosent av avfallsmengden som deponeres gå til fyllinger med gassuttak før år 2000 (St. meld. nr. 29, 1997-98).

Tidligere ble ikke kostnadene ved miljøproblemene reflektert i de kommunale avfallsgebyrene (en drøfting av dette er gitt i NOU 1996:9). Fra 1. januar 1999 er det innført en statlig avgift på sluttbehandling av avfall, som illustrert i figur 1. Sluttbehandlingsavgiften er i utgangspunktet på 300 kroner pr. tonn deponert avfall, uavhengig av om fyllplassen har gassuttak eller ikke. Avgiften ved deponering er begrunnet ut fra klimakostnadene ved utslipp av metan, og den er beregnet ut fra en kostnad på 260 kroner pr. tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter (som er i midtsjiktet mellom CO<sub>2</sub>-avgiften på bensin og tung fyringsolje). Av administrative årsaker er ikke avgiften differensiert i henhold til avfallens sammensetning. Dette begrunnes med at det kommunale avfallet i dag leveres blandet til fyllingene. For forbrenning er også avgiften i utgangspunktet 300 kroner pr. tonn avfall, men avgiften reduseres dersom energien utnyttes. Ved anlegg som utnytter all energien er avgiften 150 kroner pr. tonn avfall. Sluttbehandlingsavgiften ved forbrenning er begrunnet ut fra kostnadene ved utslipp av miljøgifter og andre forurensende stoffer. Kostnader ved utslipp

av klimagasser er ikke med i dette avgiftsgrunnlaget. Ved utarbeidelsen av avgiften har man tatt utgangspunkt i gjennomsnittlig sammensatt kommunalt avfall, der plast utgjør en mindre andel<sup>1</sup>.

## Effektive miljøavgifter

En mest mulig målrettet miljøavgift tilsier at avgiften bør legges direkte på den miljøskadelige aktiviteten; i dette tilfellet direkte på utslippet av klimagasser. Da vil det være lønnsomt for bedriftene å redusere utslippene inntil kostnadene ved ytterligere utslippsreduksjoner tilsvarer avgiften. På denne måten vil utslippene reduseres mest i de bedriftene der dette er billigst. Dette vil gjøre det mulig for markedet å sørge for at utslippsreduksjonene skjer i de deler av økonomien hvor kostnadene er lavest, uten at myndighetene behøver å kjenne kostnadene i detalj. Bedriftene påvirkes til å tilpasse seg ved reduksjon av produksjonen, rensing, prosessutvikling m.m.

En utslippsavgift forutsetter imidlertid at det er mulig å måle utslippene fra den enkelte kilde. I praksis kan dette være både komplisert og kostbart, slik at utslippsavgifter ofte ikke lar seg bruke. Mange utslippskomponenter kommer fra flere små kilder og ofte mangler en nødvendig måleteknologi. Selv om måleteknologi finnes, kan måling bli kostbart. Eksempelvis er det i dagens norske avgiftssystem ingen rene utslippsavgifter.

Som alternativ til å avgiftsbelegge selve utslippene, kan en avgiftsbelegge innsatsfaktorer (eller produkter) som gir opphav til forurensingen. Dette kan betraktes som en forhåndsbetalt utslippsavgift. Avgiften fastsettes da ut fra forventede eksterne kostnader knyttet til innsatsfaktoren. Avgiften skal reflektere de *marginale* miljøkostnadene, det vil si økningen i miljøkostnader som følger av at en øker bruken av innsatsfaktoren i produksjonen med én enhet. Slike avgifter bidrar ikke uten videre til kostnadseffektivitet. De bidrar til å redusere bruken av innsatsfaktorer som gir opphav til forurensingen, men stimulerer ikke til å rense utslipp eller foreta produksjonstekniske forbedringer. Dette kan i noen tilfeller løses ved å innføre refunderbare avgifter for dokumenterte utslippsreduksjoner (slik som dagens SO<sub>2</sub>-avgift på fossile brenslers).

I noen tilfeller vil imidlertid slike produktavgifter ha tilnærmet samme egenskaper som en utslippsavgift. Dette er tilfellet med CO<sub>2</sub>-avgiften, som er en karbongradert avgift. En karbongradert avgift er en avgift som pålegges i henhold til produktets karboninnhold. Naturgass inneholder om lag 30 prosent mindre karbon pr. energienhet enn olje, og skal dermed ha en tilsvarende lavere karbonavgift pr. energienhet. Utslippet av CO<sub>2</sub> fra forbrenning av fossile brenslers er proporsjonalt med karboninnholdet i brenslert, samtidig som det i praksis ikke er mulig å rense CO<sub>2</sub>-ut-

slippene (når vi ser bort fra teknologien med deponering av CO<sub>2</sub> i vannfylte reservoarer på sokkelen). En avgift på fossile brenslers differensiert etter karboninnholdet vil derfor ha tilnærmet de samme effektivitetsegenskapene som en utslippsavgift på forbrenning<sup>2</sup>.

Karboninnholdet i olje (eller gass) brukt i plastproduksjon frigjøres først ved forbrenning av plasten. De miljømessige virkningene av en eventuell produktavgift på plast vil dermed i stor grad tilsvare virkningene av en utslippsavgift. Med et slikt utgangspunkt burde petroleum brukt i plastproduksjon også ilegges CO<sub>2</sub>-avgift.

En alternativ sluttbehandling til å forbrenne plasten er å deponere den. Valget av behandlingsalternativ påvirker miljøskaden, og en mulighet kan være å innføre refunderbare miljøavgifter (pantesystemer). Produktet ilegges da en avgift som tilsvarer den marginale miljøskade ved verst tenkelige alternativ, som for plast er forbrenning (som vi senere skal se). Når sluttbehandlingen av plasten gir mindre miljøkostnader enn dette, skal et beløp tilsvarende reduksjonen bli refundert. På denne måten vil en refunderbar produktavgift fungere som en utslippsavgift. En annen mulighet, som kan være lettere å administrere, er at produktet ilegges en avgift som svarer til den marginale miljøskade ved det minst skadelige alternativ. Sluttbehandling som gir høyere miljøkostnad enn dette, blir belastet med en ekstraavgift. Under begge disse systemene legges dessuten bevisbyrden på de som forurensar, som må godtgjøre eventuelle reduksjoner i de miljøskadelige utslippene for å få lavere avgifter.

## Beregning av miljøkostnader

Verdien av redusert miljøskade kan verdsettes på ulike måter. Eksisterende miljøavgifter kan være en indikator på myndighetenes vurdering av nytten av et tiltak. Problemet med å bruke eksisterende CO<sub>2</sub>-avgift er at den er svært differensiert, både mellom sektorer og utslippskilder. I 1998 var avgiften pr. tonn CO<sub>2</sub> 384 kroner for bensin og 143 kroner for tung fyringsolje. Som et utgangspunkt bruker vi avgiften på bensin som myndighetenes verdsetting av reduserte CO<sub>2</sub>-utslipp. Vi skal senere se at ved å bruke en lavere avgift, vil kostnadene om lag bli redusert tilsvarende. Vi antar også en konstant verdsetting av miljøet over tid. Med en positiv rentesats vil det si at fremtidig kostnad verdsettes lavere fordi den nedskrives med renten. Årsaken er at et beløp er mer verd i dag enn om et år, fordi en i løpet av året får en renteavkastning. Dette betyr at det sees bort fra at miljøet kan bli et gode som det blir knapphet på i fremtiden og at miljøulempene i så fall burde vektlegges sterkere over tid.

Metanutslipp kan verdsettes etter globalt oppvarmingspotensiale i forhold til CO<sub>2</sub> (såkalt GWP; Global Warming

1 Ved forbrenning av *andre avfallsfraksjoner* som papir, papp, trevirke og matavfall slippes det også ut CO<sub>2</sub>. Men siden det aller meste som forbrennes er karbon som stammer fra biologiske prosesser, regner man ikke med at disse utslippene bidrar til netto CO<sub>2</sub>-utslipp. Årsaken er at det ble bundet CO<sub>2</sub> fra luften da disse materialene ble dannet ved hjelp av fotosyntese.

2 Dette er i tråd med rapporteringen av CO<sub>2</sub>-utslipp ifølge FN's Klimakonvensjon. Disse beregnes ut fra forbruket av fossilt brensel, fordi det er en direkte sammenheng mellom forbruket av karbon og utslippene av CO<sub>2</sub>.

**Tabell 1. Klimagassproduksjon ved deponering og forbrenning av 1 tonn plastavfall**

Plastfraksjon	Totalt utslipp ved DEPONERING uten gassoppsamling <sup>1</sup>		Totalt utslipp ved FORBRENNING	
	kg CO <sub>2</sub> pr. tonn	kg metan pr. tonn	kg CO <sub>2</sub> pr. tonn	kg metan pr. tonn
Folie	53	19,0	2020	0,077
Hard emballasje	1	0,3	1941	0,071
Blandet plast (2/3 folie, 1/3 hard)	34	12,4	1996	0,075

<sup>1</sup> Det antas at oksygen er tilgjengelig slik at det råder aerobe forhold de første 6 månedene i deponiet, og at det under denne tiden bare produseres CO<sub>2</sub>.  
Kilde: SFT (1996).

Potential). På grunn av nedbryting i atmosfæren synker metans GWP over tid, mens CO<sub>2</sub> er veldig stabilt og brytes nesten ikke ned. For CO<sub>2</sub> setter en GWP lik 1. FNs klimapanel benytter en GWP-verdi for metan lik 56 for de første 20 år, 21 på 100 års sikt og 6,5 på 500 års sikt (og poengterer at disse verdiene er usikre, se IPPC 1995). Utgangspunktet blir da å sammenligne metan med GWP-verdier som synker over tid og CO<sub>2</sub> med en tilnærmet evigvarende GWP-verdi lik 1 (jf. Schmalensee, 1993). I Lindholt (1998) er det beregnet ulike verdier av metans GWP basert på ulike forutsetninger om rente og økonomisk vekst, og dermed hvordan en vektlegger framtid i forhold til nåtid. I tråd med at utslippsrapportene til FN skal benytte GWP-verdier basert på 100-årsforholdet mellom de to gassene for alle år, velger vi å bruke et konstant globalt oppvarmingspotensiale for metan lik 21. Dette betyr at ett tonn metan som slippes ut i dag har 21 ganger sterkere klima-effekt enn et CO<sub>2</sub>-utslipp på ett tonn.

### Deponi uten gassoppsamling

Gassproduksjonen fra et avfallsdeponi vil være avhengig av en rekke forhold, som temperatur og tilgang på oksygen, sollys, næringsstoffer og vann. Når det organiske materialet brytes ned, utvikles to typer deponigass; CO<sub>2</sub> og metan. Det kreves tilgang på oksygen for å utvikle CO<sub>2</sub>. Når oksygenet er brukt opp, slik det etter en tid vil være nede i fyllingen, utvikles kun metan. Statens forurensingstilsyn (SFT) har beregnet utslippet av klimagasser fra avfallsdeponier, se SFT (1996). Det forutsettes at halvparten av gassmengden som plasten utvikler er metan.

SFT (1996) påpeker at plast ikke brytes nevneverdig ned i et deponi. En sentral forutsetning er at halveringstiden for ulike plasttyper settes lik 50 år<sup>3</sup>. Hvor stor andel av karbonet som er tilgjengelig for nedbryting vil imidlertid variere mellom ulike plasttyper. Karbonet i myknere og andre tilsetningsstoffer vil ofte være mer tilgjengelig enn i selve

**Tabell 2. Kostnader ved utslipp av klimagasser ved deponering og forbrenning. Kr/tonn plast**

	Metan	CO <sub>2</sub>	Totalt
Deponering av plast	32-51	5-8	37-59
Deponering med 50 prosent gassoppsamling	16-26	8-12	24-38
Forbrenning av plast	0,5	767-776	768-777

Kilde: Statistisk sentralbyrå.

polymeren (plasten). Det er derfor antatt at en liten del av plastavfallet brytes ned og mest for de plasttyper som inneholder størst andel tilsetningsstoffer. Hvor stor andel av karbonet i plasten som er tilgjengelig for nedbryting, er beheftet med noe større usikkerhet enn for andre avfallskomponenter. Plast er et ungt materiale, og en har således ikke kunnet observere nedbryting i mange nok år til å kunne si noe med stor sikkerhet.

For hard emballasje antas det at 99,9 prosent av karbonet er bundet for evig tid i plasten, mens det tilsvarende tallet for folie er 95 prosent. Tabell 1 viser at hard plastemballasje derfor gir svært små utslipp av klimagasser i et deponi, mens ett tonn blandet plast gir opphav til 34 kg CO<sub>2</sub> og litt over 12 kg metan (over en uendelig tidshorisont). Til sammenligning medfører deponering av ett tonn papir/papp om lag 240 kg metan, mens ett tonn matavfall gir om lag 100 kg metan (SFT 1996).

Kostnadene ved utslippene beregnes ved å ta utgangspunkt i 384 kroner pr. tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter og så regnes dette om til kroner pr. tonn plast. Tabell 2 viser klimakostnadene ved deponering og forbrenning av plastavfall. Det laveste tallet er for blandet plast, mens det høyeste angir folieplast. Tabell 2 viser at kostnadene ved klimagassutslipp blir relativt lave ved deponering, i hvert fall i forhold til deponiavgiften på 300 kroner. Årsaken til de lave kostnadene er nettopp at deponert plast danner lite gass fordi karbonet er lite tilgjengelig for nedbryting. Deponering gir imidlertid større utslipp av klimagassen metan enn ved forbrenning. Dette skyldes at plasten i deponi brytes ned ufullstendig på grunn av lite tilgang på oksygen og det dannes metan i stedet for CO<sub>2</sub>. Dessuten er kostnadene ved metanutslippene atskillig høyere enn for CO<sub>2</sub>, fordi metan gir 21 ganger sterkere klimaeffekt enn CO<sub>2</sub>. I beregningene nedskrives fremtidige kostnader med en effektiv rente på 2 prosent (4 prosent rente og 2 prosent økonomisk vekst). Med slike forutsetninger blir den eksterne kostnaden knyttet til klimagassutslipp fra deponi uten gassoppsamling 59 kroner for ett tonn folieplast og 37 kroner for ett tonn blandet plast.

3 Det betyr at det tar 50 år før plasten har sluppet ut halvparten av sitt totale utslipp av klimagasser (målt i volum).

Med en GWP-verdi for metan lik 21 som benyttes her, gir en rente på 2 prosent en slags middelvei av kostnadsberegningene i Lindholt (1998). Der er det beregnet kostnader med ulik GWP for metan og ulik rente<sup>4</sup>.

I beregningene har vi brukt en halveringstid for plast lik 50 år. Med en halveringstid på 70 år i stedet for 50 år blir kostnadene 20 prosent lavere, mens en halveringstid på 30 år gir om lag 25 prosent høyere kostnader. I tillegg til usikkerhet om nedbrytingshastigheten er det, som tidligere nevnt, knyttet usikkerhet knyttet til mengden metan som genereres i et deponi.

### Deponi med gassoppsamling

Det er ikke mulig å samle opp all gass fra en fylling. Miljøverndepartementet (1995) anslår at det er mulig å samle opp 60-80 prosent av deponigassutslippet. I likhet med SFT (1996) velger vi å bruke 50 prosent gassuttak. Oppsamling og forbrenning av deponigass reduserer utslippet av metan, men isteden øker CO<sub>2</sub>-utslippene. I deponi der 50 prosent av metangassen som dannes ved nedbryting samles opp og forbrennes halveres metankostnadene, mens kostnadene ved CO<sub>2</sub> øker med 50 prosent. De totale kostnadene blir dermed lavere, se tabell 2<sup>5</sup>.

I tråd med forutsetningene foran blir metankostnadene 26 kroner og CO<sub>2</sub>-kostnadene 12 kroner pr. tonn folieplast. Den eksterne virkningen knyttet til klimagassutslipp fra deponi med 50 prosent gassoppsamling er således 38 kroner for ett tonn folieplast, og 24 kroner for ett tonn blandet plast. Den eksterne virkningen reduseres med om lag en tredjedel i forhold til deponi uten gassoppsamling. Men siden besparelsen er liten i faktisk kronebeløp, synes det på ingen måte å være gunstig å installere gassuttak når en ser på plast isolert.

### Forbrenning

Tabell 1 viser at utslippet av klimagasser blir mye større ved forbrenning enn ved deponering. Fordi karbonet nå er helt tilgjengelig, brytes plasten mer ned enn ved deponering og CO<sub>2</sub> dannes, mens metanutslippene er svært lave. Dette fører til at klimakostnadene blir atskillig større ved forbrenning enn ved deponering, se tabell 2. I tillegg til at det dannes mer klimagasser, øker kostnadene fordi alle utslippene kommer med en gang (og ikke nedskrives). Dette skjer på tross av at metan har 21 ganger sterkere klimaeffekt.

Tabell 2 viser at det ved forbrenning av plast i praksis bare er knyttet kostnader til CO<sub>2</sub>-utslipp. Den direkte eksterne virkningen knyttet til klimagassutslipp fra forbrenning av blandet plast er beregnet til 768 kroner og for folieplast

777 kroner. Dette er atskillig høyere enn sluttbehandlingsavgiften på 300 kroner pr. tonn (som for forbrenning er beregnet ut fra utslipp av miljøgifter og andre forurensende stoffer). Klimakostnadene er spesielt høyere for forbrenningsanlegg som utnytter all energien, da sluttbehandlingsavgiften for disse bare er 150 kroner pr. tonn plastavfall. I forhold til deponering uten gassoppsamling er klimakostnadene ved forbrenning om lag 13 ganger høyere for folieplast og 20 ganger høyere for blandet plast. Som tidligere nevnt vil en bestemt utforming av CO<sub>2</sub>-avgiften kunne gi om lag tilsvarende endring i kostnadene både ved deponering og ved forbrenning. Det betyr at ved innføring av en bestemt avgift på innsatsfaktoren olje i plastproduksjonen, så bør mer enn 90 prosent av dette beløpet refunderes ved deponering uten gassuttak i forhold til forbrenning (om lag 95 prosent for blandet plast og 92 prosent for folie). For deponi med gassuttak bør det refunderes en enda noe større andel.

### Indirekte virkninger ved energigjenvinning

Hittil har vi bare sett på de direkte eksterne virkningene i form av klimagassutslipp fra deponi eller forbrenning. Indirekte utslippsvirkninger som følge av utnyttelse av energien fra avfallsforbrenningsanlegg eller oppsamlet deponigass er holdt utenfor. Hvilke netto miljøkostnader forbrenning av plast gir vil både være avhengig av energituttelsen av avfallet og hvilken energikilde som alternativt ville ha blitt brukt. Det påpekes ofte at de eksterne virkningene reduseres fordi energituttelsen fortrenger fossilt brensel. Denne begrunnelsen bruker også regjeringen ved at forbrenning av avfall med energigjenvinning får lavere avgift (St. prp. nr. 54, 1997-98). Men siden utslippene og miljøkostnadene ved selve forbrenningen *ikke påvirkes av dette*, bør ikke avgiften differensieres ut fra energituttelse. Likevel kan det sies å oppstå overprising ved forbrenning av plast dersom den er avgiftsbelagt med utgangspunkt i CO<sub>2</sub>-avgiften på bensin og erstatter energikilder som *ikke* er ilagt en slik CO<sub>2</sub>-avgift. I så måte kunne en bruke CO<sub>2</sub>-avgiften på f.eks. tung fyringsolje istedenfor CO<sub>2</sub>-delen av bensinavgiften (henholdsvis 143 kroner og 384 kroner pr. tonn CO<sub>2</sub> i 1998). Regjeringen legger for øvrig til grunn en avgift på sluttbehandling av avfall i midtsjiktet mellom bensin og tung fyringsolje (om lag 260 kroner pr. tonn CO<sub>2</sub>).

Dersom en skulle ta hensyn til slike indirekte utslippsvirkninger, må en også ta hensyn til at *energituttelsen* kan være ulik ved forbrenning av returplast og olje (Miljøverndepartementet 1995). Den *energimessige utnyttelsen* ved oljefyrte kjeler er bedre enn det som er tilfelle ved de kommunale avfallsforbrenningsanleggene, og det vil derfor være nødvendig å brenne relativt mer plastavfall enn

4 Når en benytter et GWP-nivå for metan lik 21 og øker renten, reduseres kostnadene ved begge typer klimagasser, fordi en legger mindre vekt på effektene framover i tid. Dersom en benytter en høyere GWP-verdi for metan øker rimeligvis kostnadene ved metanutslippene. Likevel er kostnadene høyest ved et GWP-nivå lik 33 (og for eksempel ikke 46), fordi dette impliserer lavere rente og større vekt på virkningene framover i tid.

5 Vi ser bort fra at oppsamlet gass gir fra seg alle CO<sub>2</sub>-utslipp umiddelbart ved forbrenning, og at kostnadene dermed ikke skal neddiskonteres. Dette betyr at CO<sub>2</sub>-kostnadene skulle vært marginalt høyere.

fyringsolje, selv om det energimessige innholdet i disse to brenslene i utgangspunktet er tilnærmet likt. I SFT (1996) sammenlignes en oljefyrt kjel med virkningsgrad på 85 prosent og en plastforbrenningsovn med virkningsgrad på 65 prosent. Forbrenning av ett tonn plast gir 2064 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter, mens forbrenning av den mengde fyringsolje som gir samme varmeproduksjon gir 1878 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. Forbrenning av returplast med en virkningsgrad på 65 prosent gir således om lag 10 prosent større CO<sub>2</sub>-utslipp enn forbrenning av tilsvarende mengde plast.

## Oppsummering

Når en skal sammenligne rammevilkårene for energigjenvinning av plast i forhold til forbrenning av olje, gjør kravene til utslippsbegrensninger i Kyotoprotokollen det spesielt relevant å se på kostnadene ved klimagassutslipp. I en slik sammenligning må også alternativ sluttbehandling i form av deponering på fyllplass trekkes inn.

Det totale utslippet av klimagasser er atskillig større ved forbrenning enn ved deponering, fordi plast brytes lite ned i et deponi. I tillegg kommer utslippene ved forbrenning med én gang, og dermed nedskrives ingen av kostnadene.

Dersom CO<sub>2</sub>-avgiften legges på innsatsfaktoren olje (eller gass) i plastproduksjonen, skulle dette tilsi at mer enn 90 prosent av avgiften refunderes ved deponering i forhold til forbrenning. I og med at klimagasskostnadene for et deponi med gassuttak reduseres med om lag en tredjedel i forhold til avfallsplass uten gassoppsamling, skulle dette tilsi at en enda noe større andel av avgiften refunderes. Et slikt system kan være tungvint å administrere. På den annen side kan innføring av en pris på innsatsfaktoren olje/gass i plastproduksjonen som er mer i overensstemmelse med klimakostnadene, føre til mindre materialbruk og mindre avfallsmengde.

Klimakostnadene ved sluttbehandling av plastavfall varierer fra svært små til relativt store. Derfor er det kanskje mer hensiktsmessig å innføre en sluttbehandlingsavgift enn en avgift på innsatsfaktoren olje i plastproduksjonen. For å stille en avfallsbesitter overfor riktige priser bør det legges en avgift på om lag 770 kroner pr. tonn plast ved forbrenning, dersom en tar utgangspunkt i CO<sub>2</sub>-avgiften på bensin. For deponering bør det legges avgifter på om lag 20-60 kroner pr. tonn plastavfall, avhengig av om deponiet har gassuttak. Hvis reduserte utslipp verdsettes ut fra CO<sub>2</sub>-avgiften på tung fyringsolje, bør avgiftene være om lag 285 kroner pr. tonn plast ved forbrenning og 10-20 kroner ved deponering. For deponering av plast er de beregnede avgiftene i begge tilfeller atskillig lavere enn klimabegrunnede sluttbehandlingsavgiften på 300 kroner pr. tonn avfall som er innført fra 1999. For forbrenning av avfall varierer sluttbehandlingsavgiften mellom 150 kroner og 300 kroner pr. tonn, avhengig av energiutnyttelse. De beregnede kostnadene ved klimagassutslipp fra forbrenning av plast er gjennomgående høyere enn denne sluttbehandlingsavgiften. Dette gjelder spesielt om en tar utgangspunkt i at avgif-

ten bare vil være 150 kroner pr. tonn avfall når all energien utnyttes.

## Referanser

Brekke, K.A. og K. Ibenholt (1999): Rammevilkår for produksjon av brunt papir, Notater 99/2, Statistisk sentralbyrå.

IPPC (1995): *Climate Change 1995*, Cambridge University Press.

Lindholt, L. (1998): Rammevilkår for energigjenvinning av plast, Notater 98/91, Statistisk sentralbyrå.

Miljøverndepartementet (1995): *Innsamling og gjenvinning av plastavfall*, Arbeidsgrupperapport med forslag til målsettinger og tiltak.

NOU (1992:3): *Mot en mer kostnadseffektiv miljøpolitikk i 1990-årene*, Finansdepartementet.

NOU (1996:9): *Grønne skatter - en politikk for bedre miljø og høy sysselsetting*, Finansdepartementet.

Schmalensee, R. (1993): Comparing Greenhouse Gases for Policy Purposes, *Energy Journal* **14**, 1, 245-255.

SFT (1996): *Utslipp ved håndtering av kommunalt avfall*, Rapport 96:16, Statens forurensingstilsyn.

Statistisk sentralbyrå (1999): *Naturressurser og miljø 1999*, Statistiske analyser 29.

Stortingsmelding nr. 29 (1997-98): *Norges oppfølging av Kyotoprotokollen*, Miljøverndepartementet, 1998.

St.prp. nr. 54 (1997-98): *Grønne skatter*, Finansdepartementet, 1998.